Journal of Water and Soil
Homepage: https://jsw.um.ac.ir

Research Article
Vol. 37, No. 6, Feb.-Mar., 2024, p. 957-969

Changes in Soil-Phosphorus Fractions as Affected by Municipal Sewage Sludge and Triple Super Phosphate under Saline and Non-Saline Conditions

H. Hatami [1*], H. Parvizi [1], A. Parnian [1], Gh. Ranjbar [2]

1- Assistant Professor of National Salinity Research Center (NSRC), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Yazd, Iran
(*- Corresponding Author Email: h.hatami@areeo.ac.ir)
2- Associate Professor of National Salinity Research Center (NSRC), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Yazd, Iran

Dates		How to cite this article:
Received:	29-10-2023	Hatami, H., Parvizi, H., Parnian, A., & Ranjbar, Gh. (2024). Changes in Soil-Phosphorus Fractions as Affected by Municipal Sewage Sludge and Triple Super Phosphate under Saline and Non-Saline Conditions. *Journal of Water and Soil*, *37*(6), 957-969. (In Persian with English abstract). https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85076.1351
Revised:	03-12-2023	
Accepted:	30-12-2023	
Available Online:	30-12-2023	

Introduction

The availability of phosphorus (P) is a limiting factor for the production of crops due to its reactions with soil components. Furthermore, there are concerns about the depletion of non-renewable global rock phosphate (the main source of P) reserves because of the high demand for P fertilizers. Therefore, it is essential to revisit existing agricultural practices to determine new resource management practices that utilize renewable resources. The application of sewage sludge could be an alternative P source; contrary to inorganic fertilizers, sewage sludge is cheap, contains nutrients, and improves soil quality due to contained organic matter. The total P content of sewage sludge may vary from less than 0.1% to over 14% on a dry solid basis, depending on the nature of the raw sewage being treated and the treatment process under consideration. However, the use of organic P resources can affect the soil chemistry, leading to changes to the P fractions and their quantities. Hence, the objective of this study was to compare the effect of the application of municipal sewage sludge and triple superphosphate on the distribution of soil-P fractions under saline and non-saline conditions.

Materials and Methods

To investigate the effect of municipal sewage sludge and triple superphosphate on changes in P fractions an incubation experiment was conducted in a completely randomized factorial design with three levels of triple superphosphate (0, 75, and 100 Kg ha^{-1} which were named T_0, T_1, and T_3, respectively), three levels of municipal sewage sludge (0, 0.25 and 0.5% w/w which were named M_0, M_1 and M_3, respectively), two levels of salinity of irrigation water (2 and 12 dS m^{-1}, which were named saline and non-saline, respectively) and three replicates. The total number of samples was 54. The treated soils were incubated for three months and maintained at field capacity by adding the appropriate amount of saline and non-saline waters. P fractionated to KCl-P (soluble and exchangeable P), NaOH-P (Fe- and Al bound P), HCl-P (Ca-bound P), Res-P (residual P), and organic-P by sequential extraction method. Moreover, P percentage recovery for Olsen-P at each treatment was calculated. P concentration in samples was determined by the molybdate method. Data analysis was performed by MSTAT-C software, and the means were compared at α=5% by Duncan test.

https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85076.1351

Results and Discussion

The results showed that although the relative distribution of fractions followed the order of HCl-P > Organic-P > KCl-P > NaOH-P >Res-P, the changes in each fraction were dependent on the type of treatment and fraction. The amounts of KCl-P for application of municipal sewage sludge and fertilizer TSP combined, especially, T_2M_2 were 3.1 and 2.3 times higher than T_0M_0 in non-saline and saline conditions, respectively. The same result was obtained for NaOH-P. The combined and separate application of municipal sewage sludge diminished the relative distribution of HCl-P compared with triple superphosphate and control treatments in both salinities. However, the HCl-P in all treatments was more than 57% of the total P, suggesting that most of the soil P was in the carbonate phase. The treatments did not have a considerable impact on Res-P. The relative distribution of Organic-P increased by increasing levels of salinity and municipal sewage sludge. Therefore, it seems that municipal sewage sludge addition along with fertilizer P can reduce the negative effects of salinity and increase soil P availability compared with alone use of P fertilizer through growing the contents of KCl-P, NaOH-P, and organic-P fractions and, consequently, decreasing P entry into HCl-P fraction. Moreover, the application of municipal sewage sludge plus triple superphosphate increased P recovery as Olsen-P compared to a separate application of triple superphosphate which confirmed the advantage of the combined use of these sources.

Conclusion

The findings of this study indicate that the simultaneous application of municipal sewage sludge and triple superphosphate can effectively improve phosphorus (P) availability in saline conditions. This enhancement is attributed to the alteration of the relative distribution of non-stable P fractions, such as KCl-P and NaOH-P, which increase, while stable P fractions like HCl-P decrease. Moreover, the addition of municipal sewage sludge into soils led to a significant increase in organic C as well as the relative distribution of organic-P. Therefore, application of municipal sewage sludge can improve the physico-chemical properties of saline soil along with increase of P availability. Hence, further research on the growth response of halophyte plants as affected by these treatments is recommended.

Keywords: Available phosphorus, Chemical fertilizer, Organic fertilizer, Sequential extraction

نشریه آب و خاک
https://jsw.um.ac.ir

مقاله پژوهشی

جلد ۳۷، شماره ۶، بهمن-اسفند ۱۴۰۲، ص. ۹۶۹-۹۵۷

تغییر شکل‌های فسفر خاک تحت تأثیر لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل در دو شرایط شور و غیر شور

حدیث حاتمی [1*]- حسین پرویزی [1]- امیر پرنیان [1]- غلامحسن رنجبر [2]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۱۰/۰۹

چکیده

مطالعه شکل‌های مختلف فسفر در خاک‌های تیمار شده با ترکیبات آلی در مدیریت بهتر این مواد در شرایطی با قدرت جذب کم عناصر غذایی مانند شرایط خاک شور حائز اهمیت است. هدف از این پژوهش مقایسه تأثیر لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل بر توزیع شکل‌های مختلف فسفر خاک (محلول و تبادلی (KCl-P)، متصل به آهن و آلومینیوم (NaOH-P)، متصل به کلسیم (HCl-P)، باقی‌مانده (Res-P) و آلی (Organic-P)) در دو شرایط شور و غیر شور بود. در این راستا از یک آزمایش انکوباسیون به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل ۳ سطح لجن فاضلاب شهری (صفر، ۰/۲۵ و ۰/۵ درصد وزنی به ترتیب M_0، M_1 و M_2)، ۳ سطح سوپر فسفات تریپل (صفر، ۷۵ و ۱۰۰ کیلوگرم بر هکتار به‌ترتیب T_0، T_1 و T_2)، ۲ سطح شوری (۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر) و ۳ تکرار انجام شد. شکل‌های مختلف فسفر پس از ۳ ماه از شروع آزمایش به روش عصاره‌گیری متوالی استخراج و توسط روش رنگ‌سنجی قرائت شدند. نتایج نشان داد که به‌طور کلی سهم نسبی فسفر در اجزای مختلف دارای توالی NaOH-P > Res-P > HCl-P > Organic-P > KCl-P بود اما روند تغییرات بسته به نوع تیمار و شکل فسفر متفاوت بود. کاربرد توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل به‌ویژه در تیمار T_2M_2 به‌ترتیب موجب افزایش ۳/۱ و ۲/۳ برابری KCl-P در شوری‌های ۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر و به‌ترتیب ۲/۲ و ۱/۸ برابری NaOH-P در مقایسه با تیمار T_0M_0 شد. درحالی‌که کاربرد جداگانه و توأم لجن فاضلاب شهری در هر دو شوری سبب کاهش سهم نسبی HCl-P در مقایسه با تیمارهای سوپر فسفات تریپل و شاهد گردید. اعمال تیمارهای آزمایشی تأثیر معنی‌داری بر Res-P نشان نداد؛ اما افزایش Organic-P با افزایش شوری و کاربرد تیمارهای لجن فاضلاب شهری مشاهده شد؛ بنابراین به‌نظر می‌رسد که کاربرد توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل می‌تواند با افزایش سهم نسبی KCl-P و NaOH-P و کاهش ورود فسفر به جزء HCl-P سبب کاهش اثرات منفی شوری و افزایش فراهمی فسفر گردد. نتایج بررسی درصد بازیافت فسفر قابل دسترس خاک نیز تأییدکننده تأثیر بیشتر کاربرد توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل در افزایش کارایی این تیمارها در مقایسه با کاربرد جداگانه این منابع بود.

واژه‌های کلیدی: عصاره‌گیری متوالی، فسفر قابل دسترس، کود آلی، کود شیمیایی

مقدمه

فسفر یکی از عناصر ضروری در تغذیه انسان و دیگر موجودات زنده از جمله عوامل محدودکننده تولید در اکوسیستم‌های کشاورزی می‌باشد (Xie *et al.*, 2019). در حال حاضر بخش عمده‌ای از فسفر موجود در کودهای شیمیایی از سنگ فسفات که از جمله منابع غیرقابل تجدید است تأمین می‌شود لذا، همواره نگرانی‌هایی درباره اتمام آن وجود دارد (Yu *et al.*, 2015). امروزه بحث تخلیه فسفر به یک مسئله جهانی

۱- استادیار پژوهشی مرکز ملی تحقیقات شوری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، یزد، ایران
۲- دانشیار پژوهشی مرکز ملی تحقیقات شوری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، یزد، ایران
(*- نویسنده مسئول: (Email: h.hatami@areeo.ac.ir

https://doi.org/10.22067/jsw.2023.85076.1351

تبدیل شده است به‌طوری‌که بر اساس تخمین‌های صورت گرفته چنانچه سطح فعلی حفاری‌ها حفظ شود؛ منابع فسفر بین ۱۰۰–۵۰ سال آینده به اتمام خواهند رسید و پس از آن قطعاً فسفر عاملی اصلی محدودکننده در تولید محصولات کشاورزی خواهد بود (Wierzbowska *et al*., 2020)؛ بنابراین، بازبینی در فعالیت‌های کشاورزی به‌منظور کاربرد شیوه‌های مدیریت منابع جدید تجدیدپذیر کاملاً ضروری به نظر می‌رسد (Rehman *et al*., 2021).

در این راستا پتانسیل تأمین فسفر از ترکیبات آلی از جمله لجن فاضلاب در جهت مدیریت پایدار فسفر در محیطهای کشاورزی مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته است زیرا صرف‌نظر از تجدیدپذیر بودن، دارای ویژگی‌هایی مثل غنی بودن از فسفر (و سایر عناصر غذایی)، ارزان قیمت‌تر بودن در مقایسه با کودهای شیمیایی و بهبوددهندگی کیفیت خاک است (Rehman *et al*., 2021; Jalali *et al*., 2021).

طبق گزارش‌های ارائه شده مقدار فسفر کل موجود در لجن فاضلاب بسته به نوع و ماهیت لجن خام تصفیه شده و فرآیند تهیه آن از کمتر از ۰/۱ درصد تا بیش از ۱۴ درصد متغیر است (McLaughlin *et al*., 1984). علاوه بر این، محتوای فسفر موجود در لجن فاضلاب به دلیل افزایش استفاده از شوینده‌های بر پایه فسفر، در حال افزایش است (McLaughlin *et al*., 1984)؛ بنابراین، با توجه به مقدار قابل توجه فسفر موجود در این منبع از یک‌سو و لزوم مدیریت زباله‌های تولید شده به‌منظور کاهش مشکلات زیست‌محیطی آن‌ها از سویی دیگر، کاربرد لجن فاضلاب به‌عنوان منبع فسفر در خاک می‌تواند از جمله راه‌کارهای افزایش فراهمی فسفر خاک از یک منبع تجدیدپذیر محسوب شود.

به‌طور کلی در چندین مطالعه اثر مثبت منابع آلی از جمله لجن فاضلاب بر افزایش فراهمی فسفر خاک (Akhtar *et al*., 2002; Khorshid *et al*., 2009; Frišták & Soja, 2015; Kahiluoto *et al*., 2015)، جذب توسط گیاه (Kazemalilou *et al*., 2018; Bai *et al*., 2022) و بهبود برخی ویژگی‌های خاک (Akhtar *et al*., 2002; Bahremand *et al*., 2003; Achkir *et al*., 2023) گزارش شده است؛ اما با توجه به اینکه افزودن منابع آلی به محیط خاک می‌تواند شیمی خاک و در نتیجه مقدار و توزیع فسفر در جزءهای مختلف خاک را دستخوش تغییر قرار دهد (Audette *et al*., 2016) و از طرف دیگر با توجه به متفاوت بودن پتانسیل تحرک و گردش فسفر در هر جزء، فراهمی فسفر خاک به مقدار و شکل‌های فسفر موجود در خاک بستگی خواهد داشت (Akhtar *et al*., 2002)؛ بنابراین، مدیریت منطقی و صحیح فسفر مستلزم آگاهی از فسفر کل و اشکال مختلف آن در خاک است که برای این منظور از روش عصاره‌گیری متوالی استفاده می‌شود.

هوبن و همکاران (Houben *et al*., 2019) اثر لجن فاضلاب‌های تهیه شده به روش‌های مختلف (حرارت داده شده و کمپوست شده) را بر دینامیک فسفر خاک مورد مطالعه قرار دادند. آن‌ها بیان کردند که تیمارهای آزمایشی به شدت دینامیک فسفر خاک را تحت تأثیر قرار داد به‌نحوی‌که پس از یک سال از کاربرد لجن، سطح بالای لجن قادر بود که فراهمی فسفر خاک را به اندازه کود شیمیایی سوپر فسفات تریپل افزایش دهد. همچنین این محققین نشان دادند که بیشترین افزایش محتوای فسفر مربوط به جزءهای کربنات و اکسیدهای آهن و آلومینیوم بود. در مطالعه‌ای دیگر شکل‌های مختلف فسفر خاک (محلول، تبادلی، آلی، پیوند شده با کربنات، پیوند شده با اکسیدهای آهن و آلومینیوم و باقی‌مانده) پس از افزودن لجن فاضلاب و کمپوست آن مورد بررسی قرار گرفت (Wierzbowska *et al*., 2020). نتایج این پژوهش نشان داد که مقدار فسفر کل و جزءهای فسفر با افزودن منبع آلی تغییر کرد و بیشترین مقدار فسفر (۳۹/۷–۳۴/۷ درصد) در جزء آلی و کمترین آن (۲/۷–۱/۶ درصد) در جزء محلول مشاهده شد.

به‌طور کلی تفاوت مطالعات مختلف در سهم هر یک از جزءها می تواند به‌دلیل تفاوت مقدار و شکل‌های فسفر موجود در لجن فاضلاب به کار رفته باشد که خود به شرایط فیزیکوشیمیایی فرآیندهای تصفیه فاضلاب و تولید لجن وابسته است (Wierzbowska *et al*., 2020). با این وجود در تمام مطالعات صورت گرفته اثر مثبت آن بر افزایش فسفر خاک گزارش شده است.

علی‌رغم مطالعات وسیع صورت گرفته، سهم مطالعاتی که به تأثیر شوری و افزودن لجن فاضلاب بر جزء‌بندی فسفر خاک پرداخته باشند کم‌تر می‌باشد. علاوه بر این در اکثر آن‌ها، مطالعه در محدوده شوری-های پایین خاک صورت گرفته است و در طول دوره آزمایش رطوبت از طریق آب غیر شور تأمین شده است (Meena *et al*., 2018; Mousavi *et al*., 2020; Rehman *et al*., 2021). حال آن‌که بررسی خاک در شرایط شوری طبیعی آب و خاک می‌تواند نتایج نزدیک‌تر به واقعیتی را فراهم سازد؛ بنابراین، مطالعه حاضر با هدف مقایسه تأثیر کاربرد جداگانه و توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل بر توزیع شکل‌های فسفر معدنی خاک در شرایط شور و غیر شور طراحی و اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش به‌منظور بررسی تأثیر سوپر فسفات تریپل و لجن فاضلاب شهری به‌عنوان دو منبع آلی و معدنی فسفر بر توزیع شکل‌های مختلف فسفر یک خاک آهکی آبیاری شده با دو شوری مختلف از یک مطالعه گلدانی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل استفاده شد. تیمارهای آزمایشی شامل ۳ سطح سوپر فسفات تریپل (صفر، ۷۵ و ۱۰۰ کیلوگرم بر هکتار به ترتیب T_0، T_1 و T_2)، ۳ سطح لجن فاضلاب شهری (صفر، ۰/۲۵ و ۰/۵ درصد وزنی به ترتیب M_0، M_1 و M_2) و ۲ سطح شوری (۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر) بود؛ بنابراین، با احتساب ۳

تکرار تعداد کل واحدهای آزمایشی ۵۴ عدد بود.

خاک مورد استفاده در این تحقیق از مرکز ملی تحقیقات شوری از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری تهیه و پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و برخی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی این خاک مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (جدول ۱). لجن فاضلاب شهری نیز به‌صورت خشک از تصفیه‌خانه فاضلاب شهری یزد تهیه و از الک ۱ میلی‌متری عبور داده شد. برخی از پارامترهای اندازه‌گیری شده لجن فاضلاب شهری در جدول ۲ نشان داده شده است.

سطوح مورد نظر از هر یک از منابع کودی با ۱ کیلوگرم خاک خشک مخلوط و نمونه‌ها داخل گلدان‌های پلاستیکی در گلخانه نگهداری شدند. زمان نگهداری نمونه‌ها در گلخانه ۳ ماه بود که در این مدت رطوبت نمونه‌ها توسط آب‌های با شوری ۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر در حد ظرفیت زراعی حفظ گردید. لازم به یادآوری است که قبل از اعمال تیمارها، خاک گلدان‌ها چندین بار توسط آب با شوری‌های مورد نظر آبشویی شد تا تعادل لازم ایجاد گردد. تیمار شوری آب آبیاری با اختلاط آب شهری و آب انتقال یافته از خارج محل آزمایش با شوری بسیار بالا تهیه شد (جدول ۳).

در پایان این مدت، در هر نمونه فسفر قابل استفاده (Olsen-P) به روش اولسن (Olsen *et al*., 1954) و شکل‌های فسفر معدنی با روش ارائه شده توسط آن و همکاران (Ann *et al*., 2000) که تغییر یافته هدلی و همکاران (Hedley *et al*., 1982) بود، عصاره‌گیری شدند. در این روش عصاره‌گیری، ۱ گرم از هر یک از نمونه‌های خاک به‌صورت متوالی توسط ۲۰ میلی‌لیتر کلرید پتاسیم ۲ مولار (KCl-P)، ۲۰ میلی-لیتر هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار (NaOH-P)، ۲۰ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۰/۵ مولار (HCl-P) و نسبت ۵:۲ اسید نیتریک–اسید پرکلریک (Res-P) عصاره‌گیری گردید که به‌ترتیب بیانگر جزءهای محلول و تبادلی، متصل به آهن و آلومینیوم، متصل به کلسیم و باقی مانده بود. اندازه‌گیری فسفر در تمام عصاره‌های تهیه شده با دستگاه اسپکتروفتومتر به روش رنگ‌سنجی (Murphy & Riley, 1962) انجام شد.

برای اندازه‌گیری فسفر کل (Total P) و آلی (Organic-P) از روش پیشنهاد شده توسط والکر و آدامز (Walker & Adams, 1958) استفاده شد. کلیات روش به این صورت بود که ابتدا ۰/۵ گرم نمونه خاک به مدت ۲ ساعت در کوره گرافیتی با دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. پس از سرد شدن، نمونه توسط ۲۵ میلی‌لیتر اسید سولفوریک ۱ نرمال هضم و به مدت ۱۶ ساعت شیک گردید. فسفر اندازه‌گیری شده از عصاره حاصل، به‌عنوان فسفر کل (Total P) در نظر گرفته می‌شود. همین مراحل برای نمونه خاک مورد نظر بدون قرار دادن در کوره، به‌منظور اندازه‌گیری فسفر معدنی تکرار شد. از اختلاف فسفر کل و فسفر معدنی، Organic-P محاسبه گردید. غلظت فسفر در این عصاره‌ها نیز به روش رنگ‌سنجی (Murphy & Riley, 1962) اندازه‌گیری شد.

جدول ۱- مقادیر برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1- Some physicochemical properties of soil used

$K_{available}$	P_{total}	$P_{available}$	N	OC	CCE	EC	pH	رس (Clay)	سیلت (Silt)	شن (Sand)
(mg kg^{-1})			(%)	(%)	(%)	(dS m^{-1})		(%)	(%)	(%)
172	271.3	4.2	0.007	0.08	32	14	7.2	17.3	14	68.7

جدول ۲- مقادیر برخی از ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب شهری

Table 2- Some physicochemical properties of municipal sewage sludge used

Pb	Cd	Total K	Total P	N	OC	ماده آلی Organic matter	خاکستر Ash	EC (1:10)	pH (1:10)
(mg kg^{-1})					(%)			dS m^{-1}	
38.6	nd*	6000	24000	60000	39.9	68.8	26	4.1	6.4

* :None-detected

جدول ۳- مقادیر برخی از خصوصیات شیمیایی آب آبیاری

Table 3- Some physicochemical properties of irrigation water used

SAR	SO_4^{2-}	HCO_3^-	Cl^-	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	pH	EC
	meq l^{-1}							dS m^{-1}
6.5	1.2	1.1	27.9	16.8	4.3	9.1	8	2
13.7	4.1	2.9	111	70	17	35	7.9	12

به‌منظور تعیین تأثیر کود شیمیایی و ماده آلی بر مقدار فسفر قابل دسترس در هر یک از تیمارها، درصد بازیافت فسفر[1] بر اساس رابطه ۱ محاسبه شد:

(۱) $\text{درصد بازیافت فسفر} = ۱۰۰ \times (P_{\text{اصلاح شده}} / P_{\text{افزوده شده}})$

در رابطه بالا، $P_{\text{اصلاح شده}}$ با توجه به رابطه ۲ محاسبه گردید:

(۲) $P_{\text{اصلاح شده}} = (P_{\text{اولسن}} - P_{\text{شاهد}})$

در رابطه ۲، $P_{\text{شاهد}}$ در تیمارهای کاربرد جداگانه کود شیمیایی و ماده آلی (T_1، T_2، M_1 و M_2)، فسفر اولسن نمونه T_0M_0 و در تیمارهای کاربرد توأم کود شیمیایی و ماده آلی (T_1M_1، $T1M_2$، T_2M_1 و T_2M_2)، فسفر اولسن تیمار ماده آلی (M_1 و یا M_2) در نظر گرفته شد.

برای پردازش داده‌ها و رسم نمودارها از نرم‌افزارهای MSTATC و Excel و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح ۵ درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس مربوط به شکل‌های مختلف فسفر عصاره گیری شده نشان داد که تنها در شکل KCl-P تمام اثرات اصلی و متقابل تیمارهای آزمایشی در سطح احتمال ۱ (۵ درصد) معنی‌دار شد (جدول ۴). در مورد سایر شکل‌های اندازه‌گیری شده (به‌جز اثر متقابل شوری، لجن فاضلاب و سوپر فسفات تریپل در Res-P و اثر متقابل شوری و لجن فاضلاب در NaOH-P و Organic-P) اثرات متقابل دارای تفاوت معنی‌دار نبود اما تفاوت معنی‌دار در اکثر اثرات اصلی مشاهده شد؛ بنابراین، به نظر می‌رسد که تغییر شوری آب آبیاری و افزودن لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل بر توزیع شکل‌های فسفر خاک اثرگذار بوده است. با توجه به اینکه هدف از این مطالعه بررسی توزیع جزءهای فسفر تحت تأثیر تیمارهای آزمایشی بود بنابراین، با وجود اینکه اثرات متقابل سه‌گانه در اکثر جزءها معنی‌دار نشده است اما نتایج مربوط به این اثر نیز در ادامه مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

نتایج مربوط به اثرات سه‌گانه شوری، لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل بر شکل‌های اندازه‌گیری شده فسفر خاک در جدول ۵ ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود در هر دو شوری افزودن تیمارهای آزمایشی به خاک (به جزء T_1M_0 در شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر) سبب افزایش معنی‌دار سهم نسبی در جزء KCl-P در مقایسه با تیمار شاهد شد. همچنین با افزایش سطوح سوپر فسفات تریپل و لجن فاضلاب شهری، سهم نسبی این جزء افزایش یافت. با توجه به این‌که این شکل از فسفر بیانگر فسفر محلول و تبادلی موجود در خاک است بنابراین، افزودن لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل تأثیر مثبتی بر افزایش فسفر قابل دسترس خاک داشته است که این نتیجه توسط محققین دیگر نیز گزارش شده است (Tsadilas *et al*., 1995; Laboski & Lamb, 2003; Kahiluoto *et al*., 2015; Moeini *et al*., 2016; Shahbazi *et al*., 2019). با توجه به اینکه ۷۰ تا ۹۰ درصد از فسفر موجود در لجن فاضلاب را مربوط به شکل غیر آلی آن دانسته‌اند (Akhtar *et al*., 2002) بنابراین، تغییر شکل‌های معدنی فسفر (از جمله محلول و تبادلی) با کاربرد لجن فاضلاب امری محتمل خواهد بود. علاوه بر این، مقادیر KCl-P در تمام تیمارهای مربوط به شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر (حتی در تیمار T_0M_0) به‌صورت معنی‌داری کمتر از تیمارهای هم‌ارز آن‌ها در شوری ۲ دسی‌زیمنس بر متر بود که این نکته گواه تأثیر شوری بر کاهش فراهمی فسفر خاک است. نتایج مطالعات نشان داده است که شوری و غلظت عناصر غذایی خاک از جمله فسفر دارای هم‌بستگی هستند بدین نحو که افزایش شوری موجب کاهش فراهمی و شار فسفر محلول در خاک می‌گردد (Duan & Kaushal, 2015; Xie *et al*., 2019)؛ اما نکته قابل توجه روند تغییرات KCl-P تحت تأثیر تیمارهای آزمایشی است. در هر دو شوری افزودن همزمان لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل تأثیر بیشتری در افزایش KCl-P در مقایسه با سایر تیمارها داشته است به‌طوری‌که سهم نسبی KCl-P در تیمار T_2M_2 به ترتیب به بیش از ۱۱ و ۹ درصد فسفر کل در شوری‌های ۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر رسید که در مقایسه با تیمار شاهد به ترتیب ۳/۱ و ۲/۳ برابر بیشتر بود؛ اما با این وجود اثر کاربرد جداگانه لجن فاضلاب شهری به‌ویژه تیمار T_0M_2 تأثیر بسیار نزدیکی بر سهم نسبی KCl-P در مقایسه با T_2M_2 داشته است به‌نحوی‌که در شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر تفاوت معنی داری میان این دو تیمار مشاهده نشد؛ بنابراین، به نظر می‌رسد که در شرایط شور، افزودن لجن فاضلاب شهری به‌صورت جداگانه یا توأم با کود سوپر فسفات تریپل می‌تواند تأثیر قابل توجهی در افزایش فسفر قابل دسترس خاک و کاهش اثرات شوری داشته باشد.

در مطالعات دیگر نیز برتری کاربرد توأم لجن فاضلاب (و دیگر منابع کودی آلی) و کود شیمیایی در فراهمی فسفر خاک گزارش شده است (Reddy *et al*., 1999; Halajnia *et al*., 2009; Meena *et al*., 2018; Rehman *et al*., 2021).

1- Phosphorus percentage recovery

جدول ٤- تجزیه واریانس شکل‌های مختلف فسفر عصاره‌گیری شده در تیمارها

Table 4- Analysis of variance for different forms of extracted phosphorus in the studied treatments

منابع تغییر (Sources)	درجه آزادی (Degrees of freedom)	میانگین مربعات (Mean of Squares)				
		KCl-P	**NaOH-P**	**HCl-P**	**Res-P**	**Organic-P**
شوری (Salinity)	1	12.9**	67.6**	2.8	2.7	143.1**
لجن فاضلاب (Sewage sludge)	2	99.3**	50.4**	705.9**	13.8**	235.3**
سوپر فسفات تریپل (Triple superphosphate)	2	15.2**	6.5**	161.6**	2.2	48.5**
شوری × لجن فاضلاب (Salinity × Sewage sludge)	2	3.9**	3.8*	0.2	1.4	20.9*
شوری × سوپر فسفات تریپل (Salinity × Triple superphosphate)	2	0.5*	0.03	0.8	2.1	0.2
لجن فاضلاب × سوپر فسفات تریپل (Sewage sludge × Triple superphosphate)	4	1.9**	1.6	2.3	1.9	2.6
شوری × لجن فاضلاب × سوپر فسفات تریپل (Salinity × Sewage sludge × Triple superphosphate)	4	1.2**	1.6	6.0	4.2*	0.7
خطا (Error)	36	0.1	0.8	28.8	1.5	5.1
ضریب تغییرات (٪) (Coefficient of Variation)		4.8	13.3	8.1	14.6	23.1

*و ** به‌ترتیب معنی‌داری در سطوح احتمال ۵ درصد و ۱ درصد

* and ** significant at 5% and 1% probability levels, respectively.

جدول ۵- اثر شوری و سطوح مختلف سوپر فسفات تریپل و لجن فاضلاب شهری بر سهم نسبی شکل‌های فسفر

Table 5- Effect of salinity and different levels of triple superphosphate and municipal sewage sludge on distribution of Soil-P fractions

شوری ($dS\ m^{-1}$) Salinity	سطوح مختلف سوپر فسفات تریپل و لجن فاضلاب شهری Different levels of triple superphosphate and municipal sewage sludge	سهم نسبی فسفر در اجزای عصاره‌گیری شده (٪) Distribution of Soil-P fractions				
		KCl-P	**NaOH-P**	**HCl-P**	**Res-P**	**Organic-P**
2	T_0M_0	3.8 ^{j}	4.4 ^{fg}	77.7 ^{a}	9.4 ^{abc}	4.8 ^{g}
	T_1M_0	6.2 ^{h}	4.9 ^{efg}	72.4 ^{abc}	9.4 ^{abc}	5.1 ^{g}
	T_2M_0	6.8 ^{gh}	6.6 ^{d}	70.0 ^{abcd}	9.2 ^{abc}	6.5 ^{fg}
	T_0M_1	8.8 ^{e}	8.3 ^{bc}	67.5 ^{bcde}	8.5 ^{bce}	6.9 ^{efg}
	T_1M_1	9.9 ^{bc}	10.3 ^{a}	62.9 ^{cde}	8.3 ^{bce}	8.4 ^{efg}
	T_2M_1	10.2 ^{bc}	8.4 ^{bc}	62.5 ^{cde}	8.9 ^{abc}	9.9 ^{def}
	T_0M_2	10.3 ^{bc}	8.7 ^{b}	63.6 ^{cde}	9.2 ^{abc}	8.2 ^{efg}
	T_1M_2	10.6 ^{b}	8.7 ^{b}	62.6 ^{cde}	7.7 ^{bcd}	10.4 ^{def}
	T_2M_2	11.9 ^{a}	9.5 ^{ab}	57.8 ^{e}	7.5 ^{bcd}	13.3 ^{abcd}
12	T_0M_0	4.4 ^{i}	3.8 ^{g}	76.9 ^{ab}	9.6 ^{ab}	5.2 ^{g}
	T_1M_0	5.0 ^{i}	4.0 ^{fg}	72.7 ^{abc}	11.0 ^{a}	6.2 ^{fg}
	T_2M_0	7.6 ^{f}	4.6 ^{fg}	71.6 ^{abc}	7.9 ^{bcd}	7.3 ^{efg}
	T_0M_1	7.4 ^{fg}	5.2 ^{defg}	67.2 ^{bcde}	9.3 ^{abc}	10.9 ^{cde}
	T_1M_1	8.0 ^{f}	6.4 ^{de}	65.2 ^{cde}	7.6 ^{bcd}	12.7 ^{bcd}
	T_2M_1	8.8 ^{e}	6.7 ^{d}	62.5 ^{cde}	7.1 ^{cd}	14.9 ^{abc}
	T_0M_2	9.1 ^{de}	5.5 ^{def}	65.8 ^{cde}	6.3 ^{d}	13.3 ^{abcd}
	T_1M_2	9.8 ^{c}	6.8 ^{d}	60.3 ^{de}	7.7 ^{bcd}	15.4 ^{ab}
	T_2M_2	9.6 ^{cd}	6.9 ^{cd}	58.8 ^{e}	7.7 ^{bcd}	17.0 ^{a}

در هر ستون میانگین‌های با حروف مشترک دارای اختلاف معنی‌دار ($P<0.05$) نمی‌باشند. T_0، T_1 و T_2 به‌ترتیب سطوح صفر، ۷۵ و ۱۰۰ کیلوگرم بر هکتار سوپر فسفات تریپل و M_0، M_1 و M_2 به ترتیب سطوح صفر، ۰/۲۵ و ۰/۵ درصد (وزنی) لجن فاضلاب شهری هستند.

In every column numbers followed by the same letter are not significantly different ($P<0.05$). T_0, T1, T_2 are 0, 75, and 100 Kg ha^{-1} triple superphosphate and M_0, M1, M_2 are 0, 0.25, 0.5% (w/w) municipal sewage sludge, respectively.

به‌طور کلی مکانیسم‌های افزایش فراهمی فسفر با کاربرد منابع آلی را می‌توان جایگزینی آنیونی ترکیبات آلی محلول حاصل از تجزیه با یون‌های فسفات موجود در مکان‌های جذبی، ایجاد پوشش بر روی سطوح جذب کننده اکسیدهای آهن، آلومینیوم و کربنات‌ها و ایجاد کمپلکس با یون‌های آهن، آلومینیوم و کربنات دانست (Havlin *et al*., 1999).

افزودن لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل علاوه بر افزایش جزء KCl-P، سبب افزایش سهم نسبی NaOH-P که شامل فسفر متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم است، گردید (جدول ۵). بیشترین افزایش در شوری‌های ۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر به‌ترتیب در تیمارهای T_1M_1 و T_2M_2 به مقدار ۱۰/۳ و ۶/۹ درصد مشاهده شد که در مقایسه با تیمار شاهد سبب افزایش ۲/۳ و ۱/۸ برابری فسفر در این جزء شد. لازم به ذکر است اگرچه در شوری ۲ دسی‌زیمنس بر متر، سهم نسبی NaOH-P در تیمار T_1M_1 بزرگ‌تر از تیمار T_2M_2 است اما تفاوت میان این دو تیمار از نظر آماری معنی‌دار نبود (جدول ۵). همچنین مقایسه تیمارهای هم‌ارز در شوری‌های مورد مطالعه نشان داد که در تمام تیمارهای آزمایشی (به استثنای T_0M_0 و T_1M_0) افزایش شوری موجب کاهش معنی‌داری سهم نسبی NaOH-P شد. دینگ و همکاران (Ding *et al*., 2020) نیز در بررسی تأثیر چند منبع آلی و معدنی بر توزیع فسفر خاک نشان دادند که با افزایش شوری خاک، سهم فسفر متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم کاهش می‌یابد که این نتیجه مشابه با نتایج پژوهش حاضر بود. علاوه بر این، کاربرد توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل، افزایش معنی‌داری در این جزء در مقایسه با کاربرد جداگانه لجن فاضلاب شهری در هیچ‌یک از شوری‌های مورد مطالعه ایجاد نکرد اما در مقایسه با کاربرد جداگانه سوپر فسفات تریپل، به‌صورت معنی‌داری افزایش مشاهده شد؛ بنابراین، این نتایج پیشنهاد می‌دهد که کاربرد لجن فاضلاب شهری در مقایسه با کود شیمیایی تأثیر بیشتری در افزایش فسفر مربوط به جزء NaOH-P داشته است.

منا و همکاران (Meena *et al*., 2018) در بررسی اثرات تیمارهای کودهای شیمیایی (NPK)، کمپوست زباله شهری و کودهای شیمیایی+ کمپوست زباله شهری بر توزیع شکل‌های مختلف فسفر یک خاک شور ($EC\ (1:2) = 7.2\ dS\ m^{-1}$) نشان دادند که در سال اول این تیمارها به ترتیب موجب افزایش ۱/۹، ۱/۸ و ۲/۶ برابری فسفر متصل به آهن در مقایسه با تیمار شاهد گردید و در سال آخر مطالعه (سال سوم) به ترتیب افزایش ۳/۳، ۳/۵ و ۴/۹ برابر در مقایسه با تیمار شاهد گزارش شد. این محققین، استفاده توأم منابع آلی و معدنی فسفر را به‌منظور بهبود انحلال فسفر و کاهش رسوب آن و در نتیجه افزایش فراهمی آن برای گیاه پیشنهاد نمودند. فسفر متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم در طی فرآیند معدنی شدن می‌تواند به‌عنوان منبع بالقوه فسفر خاک و مکمل فسفر قابل دسترس خاک نقش‌آفرین باشد بنابراین، این جزء به‌عنوان فسفر نسبتاً فعال خاک در نظر گرفته می‌شود (Rose *et al*., 2010). از این رو کاربرد منابعی که سبب افزایش این جزء از فسفر خاک گردند بسیار مهم و قابل توجه خواهد بود.

همان‌طور که در جدول ۵ مشاهده می‌شود جزء HCl-P بیشترین سهم از فسفر کل (حدود ۵۷ تا ۷۷ درصد بسته به نوع تیمار) را به خود اختصاص داده است که حاکی از این نکته است که بخش عمده فسفر خاک به‌صورت پیوند شده با کلسیم وجود دارد. مشابه این روند در مطالعات جلالی و رنجبر (Jalali & Ranjbar, 1999)، الوارز–رگل (Alvarez-Rogel *et al*., 2007)، معینی و همکاران (Moeini *et al*., 2016) و شهبازی و همکاران (Shahbazi *et al*., 2019) نیز گزارش شده است. همچنین، مقایسه تیمارهای هم‌ارز در شوری‌های مورد مطالعه نشان داد که در هیچ‌یک از تیمارهای آزمایشی، افزایش شوری نتوانست تفاوت معنی‌داری در فسفر HCl-P ایجاد نماید؛ اما روند تغییرات فسفر در HCl-P در هر یک از شوری‌های مورد مطالعه متفاوت از جزءهای KCl-P و NaOH-P بود. به بیان دیگر، با اعمال تیمارهای آزمایشی سهم نسبی فسفر در این جزء کاهش یافت به‌نحوی که در هر دو شوری بیشترین و کمترین مقدار این جزء به‌ترتیب در تیمارهای شاهد (T_0M_0) و کاربرد توام منابع (T_2M_2) مشاهده شد. علاوه‌بر این، سهم نسبی فسفر HCl-P در تیمارهای T_1M_0 و T_2M_0 در هر دو شوری فاقد تفاوت معنی‌دار با تیمار T_0M_0 بود؛ درحالی‌که در تیمارهای T_0M_1، T_0M_2، T_1M_1، T_2M_1، T_1M_2 و T_2M_2 تفاوت معنی‌دار با تیمار T_0M_0 مشاهده شد.

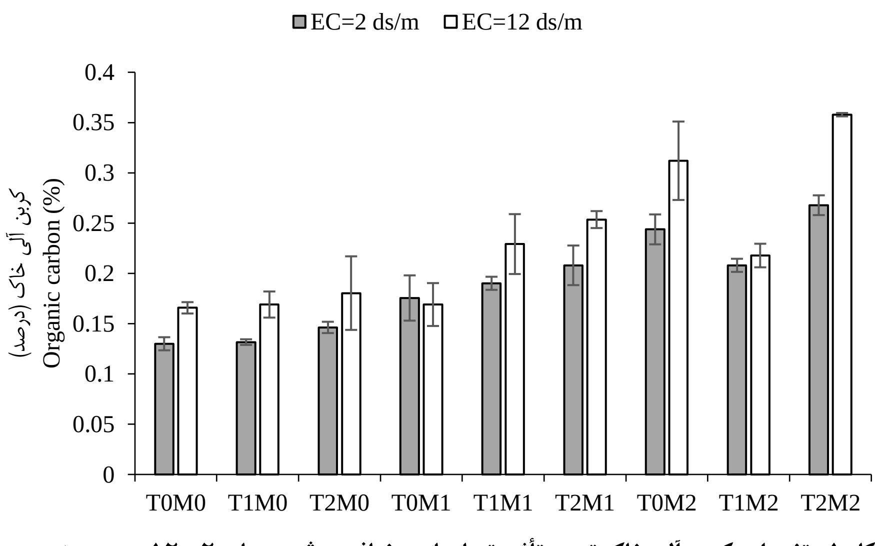
این نتایج نشان می‌دهد که کاربرد لجن فاضلاب شهری چه به‌صورت جداگانه و چه توأم با سوپر فسفات تریپل سبب کاهش ورود فسفر به جزء HCl-P شده است. با توجه به این‌که فسفر متصل به کلسیم به‌عنوان بخشی از فسفر پایدار خاک در نظر گرفته می‌شود (Costa *et al*., 2016)؛ در تعدادی از مطالعات صورت گرفته عدم تغییر یا تغییرات اندک در افزایش این جزء با افزودن کودهای آلی و معدنی گزارش شده است (Kashem *et al*., 2004; Moeini *et al*., 2016; Meena *et al*., 2018; Houben *et al*., 2019; Shahbazi *et al*., 2019; Biassoni *et al*., 2023)؛ اما برخی از مطالعات نیز به کاهش سهم آن با اعمال تیمارهای آزمایشی اشاره کرده‌اند. به‌عنوان مثال، الوتایبی و همکاران (Alotaibi *et al*., 2021) در بررسی توزیع فسفر در یک خاک تیمار شده با بیوچارهای[1] مختلف نشان دادند که در بیوچار مربوط به لجن فاضلاب، کود مرغی و تفاله زیتون سهم نسبی HCl-P

1- Biochar

به‌صورت معنی‌داری کمتر از تیمار شاهد بود. این محققین بیان کردند که تأثیر این تیمارها بر تحریک رهاسازی فسفر از طریق تجزیه ماده آلی و حلالیت جزء متصل به کلسیم، موجب کاهش فسفر HCl-P و از طرف دیگر افزایش فرم‌های ناپایدار فسفر (به‌خصوص محلول و تبادلی) شده است. در مطالعه‌ای دیگر نیز افزایش فسفر تمام اجزای مورد مطالعه به‌جز HCl-P با افزودن کود حیوانی به خاک گزارش شد (Halajnia *et al.*, 2009). این محققین دلیل این مشاهده را کاهش تشکیل رسوب فسفر به شکل فسفات کلسیم به دلیل پیوند فسفر با ترکیبات آلی فلزی موجود در کود دامی دانستند. نتایج مشابه دیگری توسط زو و همکاران (Xu *et al.*, 2014)، دینگ و همکاران (Ding *et al.*, 2020) و موسوی و همکاران (Mousavi *et al.*, 2020) نیز گزارش شده است.

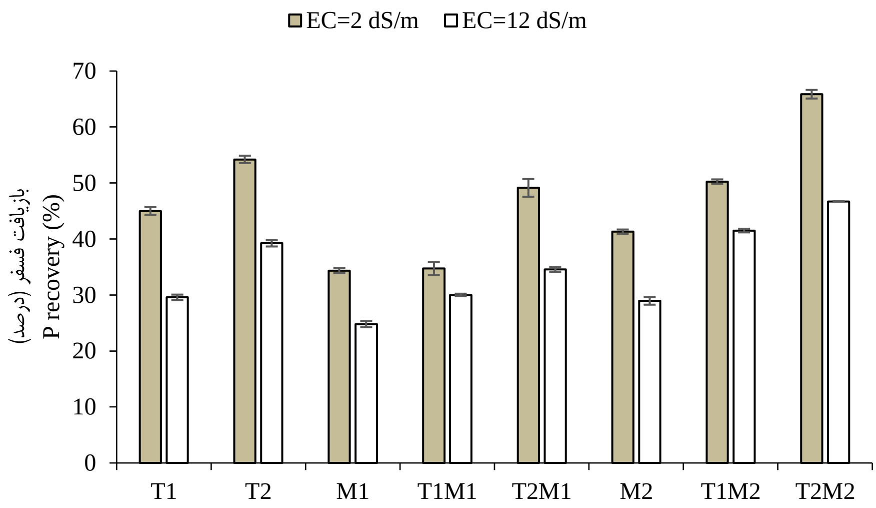
بر اساس نتایج، سهم نسبی فسفر در جزء Res-P تقریباً در تمام تیمارهای آزمایشی کمتر از ۱۰ درصد فسفر کل بود و روند تغییرات فسفر در این جزء در هر دو شوری مورد مطالعه نزولی بود (جدول ۵)؛ اما با این وجود مقایسه میانگین‌ها نشان داد که این تغییرات به‌خصوص در شوری ۲ دسی زیمنس بر متر موجب ایجاد تفاوت معنی‌داری میان تیمارهای آزمایشی و شاهد نگردید که می‌تواند نشان‌دهنده پایداری و ثبات این جزء حتی با اعمال تیمارهای آزمایشی باشد. عدم تغییر یا تغییرات اندک فسفر در این جزء توسط محققین دیگر نیز گزارش شده است (Jalali & Ranjbar, 1999; Houben *et al.*, 2019).

سهم نسبی فسفر در جزء Organic-P بسته به تیمارهای آزمایشی بین ۴/۸ تا ۱۷ درصد بود که پس از HCl-P، بیشترین سهم نسبی فسفر را شامل می‌شد (جدول ۵). در شوری ۲ دسی‌زیمنس بر متر تنها تیمارهای T_2M_1، T_0M_2، T_1M_2 و T_2M_2 سبب افزایش معنی‌دار Organic-P در مقایسه با تیمار شاهد شد اما در شوری ۱۲ دسی زیمنس بر متر در تیمارهای T_0M_1، T_1M_1، T_2M_1، T_0M_2، T_1M_2 و T_2M_2 تفاوت معنی‌دار در مقایسه با تیمار شاهد مشاهده شد؛ بنابراین، افزودن تیمارهای T_1M_0 و T_2M_0 در هیچ‌کدام از شوری‌های مورد مطالعه سبب افزایش معنی‌دار فسفر در این جزء نشد درحالی‌که کاربرد جداگانه و توأم سطح T_2 لجن فاضلاب شهری با سوپر فسفات تریپل می‌تواند در هر دو شوری در افزایش فسفر آلی خاک مؤثر باشد. همچنین مقایسه تیمارهای هم‌ارز در شوری‌های مورد مطالعه نشان داد که در تیمارهای T_0M_1، T_1M_1، T_2M_1، T_0M_2، T_1M_2 و T_2M_2 سهم نسبی Organic-P در شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر بزرگ‌تر از شوری ۲ دسی‌زیمنس بر متر بود. به‌طور کلی با توجه به درصد بالای کربن آلی در نمونه لجن فاضلاب شهری (جدول ۲)، افزایش سهم نسبی Organic-P در تیمارهای لجن فاضلاب امری دور از انتظار نبود. علاوه‌بر این، تغییرات کربن آلی خاک در تیمارهای آزمایشی نیز دلالت بر تأثیر مثبت لجن فاضلاب شهری بر افزایش کربن آلی خاک در مقایسه با تیمارهای شاهد و سوپر فسفات تریپل داشت (شکل ۱). هم-بستگی مثبت بین کربن آلی و Organic-P در مطالعات ترنر و همکاران (Turner *et al.*, 2003)، حیدری و همکاران (Heidari *et al.*, 2013) و کستا و همکاران (Costa *et al.*, 2016) گزارش شده است.



شکل ۱- تغییرات کربن آلی خاک تحت تأثیر تیمارهای مختلف در شوری‌های ۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر

Figure 1- Changes of soil organic carbon as affected by different treatments under two salinities of 2 and 12 dS m^{-1}



شکل ۲- تغییرات میانگین درصد بازیافت فسفر اولسن در تیمارهای لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل در شوری‌های ۲ و ۱۲ دسی زیمنس بر متر

Figure 2- Mean changes in phosphorus recovery as Olsen-P in municipal sewage sludge and triple superphosphate treatments under two salinities of 2 and 12 dS m^{-1}

با توجه به این‌که فسفر قابل دسترس (Olsen-P) به‌عنوان شاخصی از فسفر قابل جذب گیاه در نظر گرفته می‌شود لذا این شکل از فسفر نیز در تیمارهای مورد مطالعه اندازه‌گیری و درصد بازیافت آن محاسبه شد (شکل ۲). در شوری ۲ دسی‌زیمنس بر متر با کاربرد تیمار T_2M_2 به‌طور میانگین ۶۵/۸ درصد از کل فسفر افزوده شده به خاک قابل عصاره‌گیری بود که این مقدار در مقایسه با تیمارهای T_2M_0 و T_0M_2 به‌ترتیب موجب افزایش ۱/۲ و ۱/۶ برابری درصد بازیافت فسفر شد. در شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر هم بیشترین درصد بازیافت به مقدار ۴۳/۱ درصد در تیمار T_2M_2 مشاهده شد که این مقدار نیز در مقایسه با تیمارهای T_2M_0 و T_0M_2 به‌ترتیب ۱/۳ و ۱/۵ برابر بزرگ‌تر بود؛ بنابراین، نتایج پیشنهاد می‌دهد که در هر دو شوری مورد مطالعه، کاربرد توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل در افزایش درصد بازیافت فسفر در مقایسه با کاربرد جداگانه هر یک از این منابع دارای تأثیر مثبتی است اما با افزایش شوری درصد بازیافت فسفر در کلیه تیمارهای آزمایشی به‌صورت معنی‌داری کاهش می‌یابد که حاکی از تأثیر منفی شوری بر فراهمی فسفر خاک است. افزایش فسفر قابل دسترس با کاربرد توأم منابع آلی و معدنی در مطالعات دیگر نیز گزارش شده است (Halajnia *et al.*, 2007; Garg & Bahl, 2008; Moeini *et al.*, 2016; Jalali *et al.*, 2021).

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که افزودن تیمارهای مختلف لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل (به‌خصوص تیمار کاربرد توأم (T_2M_2)) در هر دو شوری مورد مطالعه منجر به افزایش معنی‌دار سهم نسبی اشکال KCl-P و NaOH-P گردید. با توجه به این‌که این دو جزء به‌عنوان فسفر ناپایدار خاک در نظر گرفته می‌شوند لذا می‌توان به‌منظور کاهش اثرات منفی شوری بر فراهمی فسفر خاک، کاربرد توأم این دو منبع آلی و معدنی را پیشنهاد داد. نتایج بررسی درصد بازیافت فسفر قابل دسترس خاک نیز تأییدکننده تأثیر بیشتر کاربرد توأم لجن فاضلاب شهری و سوپر فسفات تریپل در افزایش فراهمی فسفر (به عبارت دیگر افزایش کارایی تیمارها) در مقایسه با کاربرد جداگانه این منابع بود. بیشترین سهم نسبی فسفر (۵۷ تا ۷۷ درصد از فسفر کل بسته به نوع تیمار) متعلق به HCl-P بود که نشان‌دهنده پیوند بخش عمده فسفر با کلسیم است. مقایسه تیمارهای هم‌ارز در شوری‌های ۲ و ۱۲ دسی‌زیمنس نشان داد که افزایش شوری نتوانست سهم نسبی این جزء را تغییر دهد اما در هر دو شوری سهم نسبی فسفر این جزء می‌تواند با کاربرد جداگانه و یا توأم لجن فاضلاب شهری به‌صورت معنی‌داری کاهش یابد. کاهش فسفر متصل به کلسیم می‌تواند در افزایش فسفر قابل جذب گیاه به‌خصوص در شرایط شور حائز اهمیت باشد. از دیگر اثرات مثبت و قابل توجه افزودن لجن فاضلاب شهری، افزایش کربن آلی خاک و سهم نسبی جزء Organic-P بود که می‌تواند هم‌زمان با افزایش ذخایر فسفر خاک در بهبود ویژگی‌های خاک و رشد گیاه تأثیرگذار باشد. در این راستا بررسی تأثیر تیمارهای این پژوهش بر ویژگی‌های رشدی و جذب فسفر در یک گیاه شورپسند توصیه می‌شود.

References

1. Achkir, A., Aouragh, A., El Mahi, M., Lotfi, E.M., Labjar, N., EL Bouch, M., Ouahidi, M.L., Badza, T., Farhane, H., & EL Moussaou, T. (2023). Implication of sewage sludge increased application rates on soil fertility and heavy metals contamination risk. *Emerging Contaminants*, *9*, 100200. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2022.100200
2. Akhtar, M., McCallister, D.L., & Eskridge, K.M. (2002). Availability and fractionation of phosphorus in sewage sludge-amended soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *33*(13&14), 2057–2068. https://doi.org/10.1081/CSS-120005748
3. Alotaibi, K.D., Arcand, M., & Ziadi, N. (2021). Effect of biochar addition on legacy phosphorus availability in long‑term cultivated arid soil. C*hemical and Biological Technologies in Agriculture*, *8*, 47. https://doi.org/10.1186/s40538-021-00249-0
4. Alvarez-Rogel, J., Jimenez-Carceles, F.J., & Egea-Nicolas, C. (2007). Phosphorus retention in a coastal salt marsh in SE Spain. *Science of the Total Environment*, *378*, 71–74. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.016
5. Ann, Y., Reddy, K.R., & Delfino, J.J. (2000). Influence of chemical amendments on phosphorus lmmobilization in soils from a constructed wetland. *Ecological Engineering*, *14*, 157-167. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00026-9
6. Audette, Y., O'Halloran, I.P., Evans, L.J., Martin, R.C., & Voroney, R.P. (2016). Kinetics of phosphorus forms applied as inorganic and organic amendments to a calcareous soil II: Effects of plant growth on plant available and uptake phosphorus. *Geoderma*, *279*, 70–76. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.002
7. Bahremand, M.R., Afyuni, M., Hajabbassi, M.A., & Rezaeinejad, Y. (2003). Effect of sewage sludge on soil physical properties. *Journal of Water and Soil Science*, *6*(4), 1-9. (In Persian)
8. Bai, J., Sun, X., Xu, C., Ma, X., Huang, Y., Fan, Z., & Cao, X. (2022). Effects of sewage sludge application on plant growth and soil characteristics at a *Pinus sylvestris* var. mongolica plantation in Horqin Sandy Land. *Forests*, *13*, 984. https://doi.org/10.3390/f13070984
9. Biassoni, M.M., Vivas, H., Gutiérrez-Boem, F.H., & Salvagiotti, F. (2023). Changes in soil phosphorus (P) fractions and P bioavailability after 10 years of continuous P fertilization. *Soil and Tillage Research*, *232*, 105777. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105777
10. Costa, M.G., Gama-Rodrigues, A.C., Moraes Gonçalves, J.L., Gama-Rodrigues, E.F., Silva Sales, M.V., & Aleixo, S. (2016). Labile and non-labile fractions of phosphorus and its transformations in soil under *Eucalyptus* plantations, Brazil. *Forests*, *7*, 15. https://doi.org/10.3390/f7010015
11. Ding, Z., Kheir, A.M.S., Ali, M.G. M., Ali, O.A.M., Abdelaal, A.N., Lin, X., Zhou, Z., Wang, B., Liu, B., & He, Z. (2020). The integrated effect of salinity, organic amendments, phosphorus fertilizers, and deficit irrigation on soil properties, phosphorus fractionation and wheat productivity. *Scientific Reports*, *10*, 2736. https://doi.org/10.1038/s41598-020-59650-8
12. Duan, S., & Kaushal, S.S. (2015). Salinization alters fluxes of bioreactive elements from stream ecosystems across land use. *Biogeosciences*, *12*, 7331–7347. https://doi.org/10.5194/bg-12-7331-2015
13. Frišták, V., & Soja, G. (2015). Effect of wood-based biochar and sewage sludge amendments for soil phosphorus availability. *Nova Biotechnologica et Chimica*, *14*(1), 104-115. https://doi.org/10.1515/nbec-2015-0020
14. Garg, S., & Bahl, G.S. (2008). Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. *Bioresource Technology*, *99*, 5773–5777. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.063
15. Halajnia, A., Haghnia, G.H., Fotovat, A., & Khorasani, R. (2007). Effect of organic matter on phosphorus availability in calcareous soils. *Journal of Water and Soil Science*, *10*(4), 121-132. (In Persian)
16. Halajnia, A., Haghnia, G.H., Fotovat, A., & Khorasani, R. (2009). Phosphorus fractions in calcareous soils amended with P fertilizer and cattle manure. *Geoderma*, *150*, 209–213. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.02.010
17. Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., & Nelson, W.L. (1999). Soil fertility and fertilizer an introduction to nutrient management. 6th eds., Macmillan Pub. Co., New York, USA.
18. Hedley, M.J., Stewart, J.W.B., & Chauhan, B.C. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induce by cultivation practices and by laboratory incubation. *Soil Science Society of America Journal*, *46*, 970–976. https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x
19. Heidari, N., Reyhani Tabar, A., Najafi, N., & Oustan, Sh. (2013). Phosphorus fractions of selected calcareous soils of eastern Azerbaijan province and their relationships with some soil characteristics. *Journal of Soil and Water Research*, *44*(3), 271-279. (In Persian)
20. Houben, D., Michel, E., Nobile, C., Lambers, H., Kandeler, E., & Faucon, M.P. (2019). Response of phosphorus dynamics to sewage sludge application in an agroecosystem in northern France. *Applied Soil Ecology*, *137*, 178–186. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.017
21. Jalali, M., & Ranjbar, F. (1999). Aging effects on phosphorus transformation rate and fractionation in some calcareous soils. *Geoderma*, *155*, 101–106. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.11.030

22. Jalali, M., Jalali, M., & Antoniadis, V. (2021). Impact of sewage sludge, nanoparticles, and clay minerals addition on cucumber growth, phosphorus uptake, soil phosphorus status, and potential risk of phosphorus loss. *Environmental Technology & Innovation*, *23*, 101702. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101702

23- Kahiluoto, H., Kuisma, M., Ketoja, E., Salo, T., & Heikkinen, J. (2015). Phosphorus in manure and sewage sludge more recyclable than in soluble inorganic fertilizer. *Environmental Science & Technology*, *49*, 2115−2122. https://doi.org/10.1021/es503387y.

24. Kashem, M.A., Akinremi, O.O., & Racz, G.J. (2004). Phosphorus fractions in soil amended with organic and inorganic phosphorus sources. *Canadian Journal of Soil Science*, *84*, 83–90. https://doi.org/10.4141/S03-018

25. Kazemalilou, S., Najafi, N., Reyhanitabar, A. & Ghaffari M. (2018). Effects of integrated application of phosphorus fertilizer and sewage sludge on leaf chlorophyll index and some growth characteristics of sunflower under water deficit conditions. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, *7*(4), 1-18. (In Persian)

26. Khorshid, M, Hosseinpur, A.S., & Oustan. Sh. (2009). Impacts of sewage sludge on phosphorus sorption characteristics and its availability in some calcareous soils. *Journal of Water and Soil Science*, *12*(46), 791-801. (In Persian).

27. Laboski, C. A. M. & J. A. Lamb. (2003). Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. *Soil Science Society of America Journal*, *67*,544-554. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.5440

28. McLaughlin, M.J. (1984). Land application of sewage sludge: phosphorus considerations. *South African Journal of Plant and Soil*, *1*(1), 21-29. https://doi.org/10.1080/02571862.1984.10634104

29. Meena, M.D., Narjary, B., Sheoran, P., Jat, H.S., Joshi, P.K., Chinchmalatpure, A.R., Yadav, G., Yadav, R.K., & Meena, M.K. (2018). Changes of phosphorus fractions in saline soil amended with municipal solid waste compost and mineral fertilizers in a mustard-pearl millet cropping system. *Catena*, *160*, 32-40. http://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.002

30. Moeini, M., Hejazi Mehrizi, M., & Jafari, A. (2016). Assessment of phosphorus status in a saline soil after sewage sludge and chemical P fertilizer application using a chemical fractionation procedure. *Journal of Agricultural Engineering*, *38*(2), 125-144. (In Persian)

31. Mousavi, R., Rasouli-Saddghiani, M., Sepehr, E., Barin, M., & Khezri, M. (2020). Effects of enriched biochars on the availability and fractions of phosphorus in the saline soils of lake Urmia basin. *Journal of Soil and Water Research*, *51*(12), 3177-3193. (In Persian)

32. Murphy, J., & Riley, J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, *27*, 31–36. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5.

33. Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. & Dean, L.A. (1954). In: Klute, A. (Ed), *Methods of Soil Analysis: Physical Properties*, Part 1, second ed. Agron Monogr, No 9. Madison WI: ASA and SSSA. pp. 403–430.

34. Reddy, D.D., Subba Rao, A., Sammi Reddy, K., & Takkar, P.N. (1999). Yield sustainability and phosphorus utilization in soybean–wheat system on vertisols in response to integrated use of manure and fertilizer phosphorus. *Field Crops Research*, *62*,181-190. https://doi.org/10.1016/S0378-4290(99)00019-2

35. Rehman, R.A., Qayyum, M.F., Haider, G., Schofield, K., Abid, M., Rizwan, M., & Ali, S. (2021). The sewage sludge biochar and its composts influence the phosphate sorption in an alkaline–calcareous soil. *Sustainability*, *13*, 1779. https://doi.org/10.3390/su13041779.

36. Rose, T.J., Hardiputra, B., & Rengel, Z. (2010). Wheat, canola and grain legume access to soil phosphorus fractions differs in soils with contrasting phosphorus dynamics. *Plant Soil*, *326*, 159–170. https://doi.org/10.1007/s11104-009-9990-4

37. Shahbazi, F., Hosseinpur, A.R., & Motaghian, H.R. (2019). Effect of P fertilizer and sewage sludge on availability and fractions of P and maize (*Zea mays* L.) indices in a calcareous soil. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, *9*(2), 45-63. (In Persian). https://doi.org/10.22069/ejsms.2019.15468.1832

38. Tsadilas, C.D., Matsi, Barbayiannis, T.N., & Dimoyiannis, D. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *26*(15&16), 2603-2619. http://doi.org/10.1080/00103629509369471

39. Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., & Westermann, D.T. (2003). Organic phosphorus composition and potential bioavailability in semi-arid arable soils the Western United States. *Soil Science Society of America Journal*, *67*, 1168–1179. https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1168.

40. Walker, T.W., & Adams, A.F.R. (1958). *Ignition method*. In: Klute, A. (Ed), Methods of Soil Analysis: Physical Properties, Part 1, second ed. Agron Monogr, No 9. Madison WI: ASA and SSSA. pp. 403–430.

41. Wierzbowska, J., Sienkiewicz, S., Zalewska, M., Żarczyński, P., & Krzebietke, S. (2020). Phosphorus fractions in foil fertilised with organic waste. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*, 315. https://doi.org/10.1007/s10661-020-8190-9.

42. Withers, P.J.A., van Dijk, K.C., Neset, T.-S.S., Nesme, T., Oenema, O., Rubæk, G.H., Schoumans, O.F., Smit, B., & Pellerin, S. (2015). Stewardship to Tackle global phosphorus inefficiency: The case of Europe. *Ambio*, *44*, 193–206. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0614-8

43. Xie, X., Pu, L., Zhu, M., Xu, Y., & Wang, X. (2019). Linkage between soil salinization indicators and physicochemical

properties in a long-term intensive agricultural coastal reclamation area, Eastern China. *Journal of Soils and Sediments*, *19*, 3699–3707. https://doi.org/10.3390/w14182804

44. Xu, G., Sun, J., Shao, H., & Chang, SX. (2014). Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecological Engineering*, *62*, 54–60. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.027
45. Yu, Q., Zheng, Y., Wang, Y., Shen, L., Wang, H., Zheng, Y., He, N., & Li, Q. (2015). Highly selective adsorption of phosphate by pyromellitic acid intercalated ZnAl-LDHs: Assembling hydrogen bond acceptor sites. *Chemical Engineering Journal*, *260*, 809-817. https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.09.059